第 37 卷第 14 期　　生　态　学　报　　Vol.37,No.14
2017 年 7 月　　ACTA ECOLOGICA SINICA　　Jul.,2017

DOI: 10.5846/stxb201603300579
陈国梁,冯涛,李志贤,陈章,徐建明,王海华,向言词,余光辉,朱佳文.苦草对砷的富集作用.生态学报,2017,37(14):4671-4675.
Chen G L, Feng T, Li Z X, Chen Z, Xu J M, Wang H H, Xiang Y C, Yu G H, Zhu J W.Characterization of arsenic accumulation by *Vallisneria natans*. Acta Ecologica Sinica,2017,37(14):4671-4675.

苦草对砷的富集作用

陈国梁[1,2],冯　涛[1],李志贤[1],陈　章[1],徐建明[2,*],王海华[3],向言词[3],余光辉[4],朱佳文[4]

1 湖南科技大学煤炭资源清洁利用与矿山环境保护湖南省重点实验室, 湘潭　411201
2 浙江大学环境与资源学院, 杭州　310058
3 重金属污染土壤生态修复与安全利用湖南省高校重点实验室, 湘潭　411201
4 湖南科技大学建筑与城乡规划学院, 湘潭　411201

摘要:为了探求合适的水体砷污染修复植物及砷在食物链中传递、累积的特点,以常见的沉水植物-苦草为研究对象,对受砷污染的水体进行修复,结果表明:苦草对水环境中砷的富集能在较短的时间内(3 d)达到一个较大值,到第 14 天,不同砷水平(< 2 mg/L)处理下的苦草对砷富集系数均超过 200;苦草中砷浓度随处理时间及外源砷浓度的增加而增加,且与外源砷浓度之间存在极显著地正相关;苦草在不同浓度砷处理下都生长良好,对砷胁迫表现出较强的耐受性。因此,苦草对于水体的砷污染有着很好的去除效果,同时也能很好地反映出一个地区的砷污染水平。

关键词:植物修复;砷;水污染;沉水植物;苦草

Characterization of arsenic accumulation by *Vallisneria natans*

CHEN Guoliang[1,2], FENG Tao[1], LI Zhixian[1], CHEN Zhang[1], XU Jianming[2,*], WANG Haihua[3], XIANG Yanci[3], YU Guanghui[4], ZHU Jiawen[4]

1 *Hunan Province Key Laboratory of Coal Resources Clean-utilization and Mine Environment Protection, Hunan University of Science and Technology, Xiangtan* 411201, *China*
2 *College of Environmental & Resource Science of Zhejiang University, Hangzhou* 310058, *China*
3 *Key Laboratory of Ecological Remediation and Safe Utilization of Heavy Metal-Polluted Soils, College of Hunan Province, Xiangtan* 411201, *China*
4 *School of Architecture and Urban Planning, Hunan University of Science and Technology, Xiangtan* 411201, *China*

Abstract: To identify suitable plant species for the phytoremediation of arsenic-contaminated water and ensure the safety of people and animals, *Vallisneria natans* (Lour.) Hara was investigated for its ability to remove As from contaminated water. After 3 days of different As treatments (<2 mg/L), the As concentrations in the plants were high and the bioconcentration factor of *V. natans* exceeded 200 at 14 days. The As concentrations in all plants increased with time and increasing As concentration in the environment. As accumulation in the plant was significantly correlated with that in the environment. After exposure to different As treatments, *V. natans* showed good growth. This suggests that *V. natans* is highly tolerant to As and stable against environmental changes. Therefore, phytoremediation of arsenic-contaminated water can be achieved using *V. natans* and As accumulation in plants can reflect the level of As pollution in a region.

Key Words: phytoremediation; arsenic; water pollution; submerged macrophytes; *Vallisneria natans* (Lour.) Hara

基金项目:国家自然科学青年基金项目(41501343);国家自然科学青年基金项目(31400374);湖南省重点实验室开放基金项目(E21501);湖南科技大学自然科学基金项目(E54005);湖南省教育厅项目(15C0534);湖南省教育厅项目(14B066)

收稿日期:2016-03-30;　　**网络出版日期**:2017-03-02

* 通讯作者 Corresponding author.E-mail: jmxu@ zju.edu.cn

砷(As)是一种常见的有毒环境污染元素,具有剧毒、致畸、致癌和致突变效应[1-2]。近些年来,由于自然释放、采矿、冶金、燃煤、化工等工业产生的大量含砷“三废”及农业生产中一些含砷产品的应用已经影响到土壤、水体和空气的环境质量,使得水环境中砷的含量日趋升高。据估计,目前至少有 22 个国家和地区的数亿人口受砷中毒威胁,其中多数为亚洲国家[3-4]。中国是受砷污染最为严重的国家之一,新疆、内蒙、湖南、云南、广西、广东等省区都是砷污染比较严重的地区[5-8]。与其它重金属类似,进入水体的砷不能自然降解或被微生物分解,往往在水中或沉积到水域底部。沉积物中的 As 作为一种潜在的污染源,可在一定条件下释放进入间隙水中,再通过风浪扰动、扩散等物理作用迅速进入上覆水体,从而导致水体中 As 含量的急剧升高,使得底栖生物环境中 As 含量水平的增加,并通过食物链影响其他动物甚至人类的健康[9-10]。

水生植物作为水生态系统中最重要的初级生产者对水环境中的污染元素有较强的吸收作用,当污染元素进入水体后,很大一部分都会被水生植物所富集从而进入食物链中。一般而言,不同水生植物对水中污染元素的富集能力顺序为:沉水植物>漂浮植物、浮叶植物>挺水植物[11-12]。潘义宏等[13]的研究表明,黑藻、金鱼藻、小眼子菜、八药水筛等沉水植物都对水体中的 As、Zn、Cu、Cd、Pb 具有较强的吸收和富集能力。Islam 等[14]的研究结果显示 *Micranthemum umbrosum* 对水体中的 As 和 Cd 具有较强的富集能力,水培 7d 后,其叶片中 As 和 Cd 的含量分别达到 1219 mg/kg 和 799.40 mg/kg。Xue 等[15]发现 *Hydrilla verticillata* (L.f) Royle 对 As(Ⅴ)、As(Ⅲ)富集量超过 700 mg/kg(干重)。沉水植物能有效的降低富营养水体或污水中的有机和无机污染物,其在污水净化方面的潜力已经引起了广泛的关注[16-17]。因此,本文在我们前期野外调查及实验的基础上[18],以常见的沉水植物——苦草(*Vallisneria natans* (Lour.) Hara)为研究对象,探讨其对砷的富集及去砷能力,以期为水体砷污染修复提供合适的植物材料,同时也为保障人及其它动物健康提供科学依据及技术支持。

1 材料与方法

1.1 供试植物

苦草(*Vallisneria natans* (Lour.) Hara)又称扁担草、蓼萍草、水韭菜等,水鳖科苦草属,为多年生无茎沉水草本,有匍匐茎,是典型的沉水植物,广泛分布在中国的多个省区,印度、中南半岛、日本、马来西亚和澳大利亚等地,具有生物量大,生长繁殖快的特点。试验所需苦草采自于杭州西湖及周边水域。将采回来的苦草剔除枯叶等杂物,经自来水洗净后,选用生长状态良好,性状统一的成熟植株,移入塑料整理箱(73 cm×52 cm×45 cm)内,以小玻璃珠(Φ 2—3 mm)作为固定基质,1/10 的 Hoagland 营养液进行适应性培养 2 周。

1.2 实验方法

选取预处理后的长势良好、大小一致的等量苦草植株,移入敞口玻璃瓶(直径 15 cm,高 40 cm)中,加入 1/10 Hoagland 培养液,进行水培试验。在 Hoagland 营养液基础上设 0(对照)、0.1、0.2、0.5、1.0、2.0 mg/L(以纯砷计,As 以 Na_3AsO_4形式添加)6 个浓度梯度的砷处理。每天用 1 mg/L HCl 或 NaOH 调节水体的 pH 为 7.0 并补充水,每个处理重复 3 次。在第 3、7、14 天的时候收获植物,并测定植物中砷的含量。

1.2.1 砷处理的水培试验

选取预处理后的长势良好、大小一致的等量苦草植株,移入敞口玻璃瓶(直径 15 cm,高 40 cm)中,加入 1/10 Hoagland 培养液,进行水培试验。在 Hoagland 营养液基础上设 0(对照)、0.1、0.2、0.5、1.0、2.0 mg/L(以纯砷计,As 以 Na_3AsO_4形式添加)6 个浓度梯度的砷处理。每天用 1 mg/L HCl 或 NaOH 调节水体的 pH 为 7.0 并补充水,每个处理重复 3 次。在第 3、7、14 天的时候收获植物,并测定植物中砷的含量。

1.2.2 植物生物量的测定

采集的植物先用去离子水反复冲洗,然后再用吸水纸仔细吸去植物表面附着的水分,称鲜重。

1.2.3 植物样品中总砷的测定

将收获的沉水植物先用自来水反复冲洗干净后,再用 0.01 mg/L EDTA(Ethylene diamine tetra acetic acid)冲洗,最后用去离子水淋洗 2—3 次,将表面水分吸干后测量鲜重,于 105℃杀青 30 min,然后在 60 ℃下烘干至

恒重,用不锈钢植物粉碎机磨碎后过 60 目尼龙筛备用。植物样品中总砷的含量采用微波消解、原子荧光光谱仪(AFS-9100 双道原子荧光光度计,北京吉天仪器有限公司)进行测定。分析中所用试剂均为优级纯,同时采用国家标准参比物质(GBW10014)进行样品分析的质量控制,分析误差均控制在允许的误差范围。

1.3 数据处理

所有数据均采用 Excel 2010、统计分析软件 SPSS 18.0(SPSS Inc., Chicago, IL, USA)进行整理及分析,差异显著性水平 $P < 0.05$。

2 结果与分析

2.1 不同砷水平处理下苦草生物量随时间的动态变化

不同砷水平(0、0.1、0.2、0.5、1.0 mg/L 和 2.0 mg/L)处理下,苦草生物量随时间的变化如图 1 所示。不同采样时间的实验结果表明:不同处理之间,苦草在 0—14 d 内的生长变化情况基本一致,其生物量随时间增加有所增加。

2.2 不同砷水平处理下苦草对砷富集随时间的动态变化

在不同砷水平(0、0.1、0.2、0.5、1.0 mg/L 和 2.0 mg/L)处理下,苦草对砷富集随时间的变化如图 2 所示。在不同砷水平处理下,苦草对砷的富集在较短时间内(3 d)就能达到一个较大值,随时间的延长,苦草中砷的浓度有所增加,但是增加趋势比较缓慢。到第 14 天,不同砷水平处理下,苦草对砷的富集系数均超过 200。

富集系数计算:富集系数=植物中砷浓度(mg/kg,干重)/水体中砷浓度(mg/L)

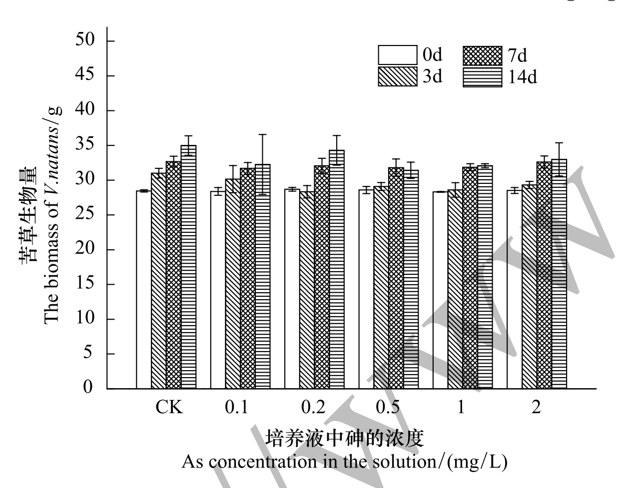


图 1 不同砷水平(0.1—2.0 mg/L)处理下苦草生物量随时间的变化

Fig.1 Change of *V. natans* biomass with time at a treated rate of different As(V) concentrations (0.1—2.0 mg/L)

不同处理之间无显著差异($P > 0.05$)

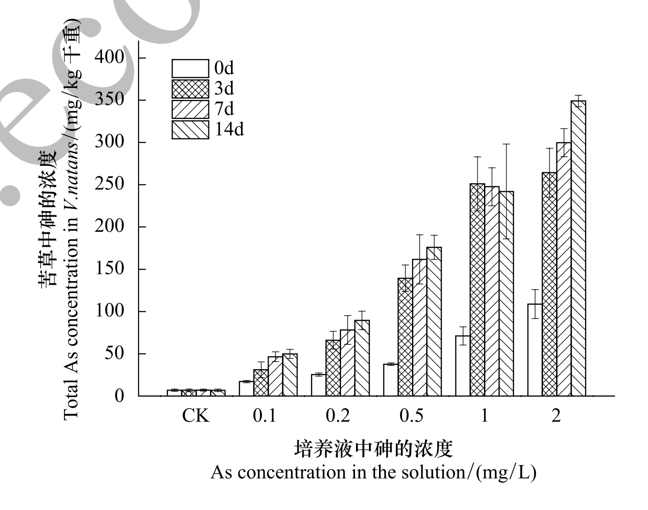


图 2 不同砷处理水平(0.1—2.0 mg/L)下苦草中砷浓度随时间的变化

Fig.2 The variations of total As concentrations in *V. natans* with time exposed to different As(V) concentrations (0.1—2.0 mg/L)

2.3 苦草中砷浓度与外源砷浓度之间的关系

外源砷浓度对苦草富集砷的影响如图 3 所示。在不同的采样时间(3、7、14 d),苦草中砷的浓度都随外源砷浓度的升高而增加。苦草中砷浓度与外源砷浓度之间的相关性分析结果表明,不同处理时期内两者呈极显著的正相关(表 1)。

3 讨论

3.1 砷对苦草生长的影响

生物量的大小是衡量植物修复潜力大小的一个重要指标,测量植物生物量在重金属胁迫下的变化也能反应出植物对重金属的耐性大小。砷不是植物生长所必需元素,但有研究表明,低浓度砷可以刺激植物的生长

发育,高浓度的砷会对植物的生长发育产生严重的影响[19-22]。

砷对苦草生长的影响如图 1 所示。在整个试验时间内,不同砷水平(0—2.0 mg/L)处理下苦草生长的变化趋势基本一致。显著性差异分析结果表明,不同砷水平处理下苦草生物量随时间的变化与不加砷的对照相比并没有达到显著的差异($P > 0.05$),即使在最大砷浓度 2.0 mg/L 与对照之间,苦草的生长也没有受到砷的抑制,这表明砷胁迫(< 2.0 mg/L)对苦草的生长并没有造成严重的影响,苦草对砷表现出较强的耐受性。

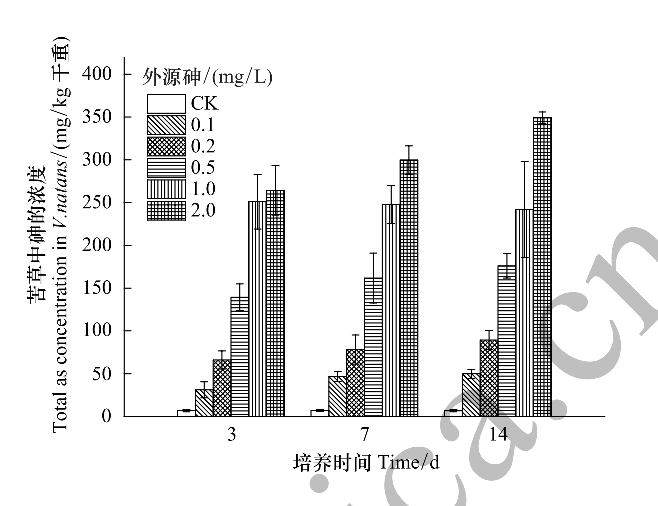


图 3 在不同处理时间下苦草中砷浓度随外源砷浓度的变化

Fig.3 After different treatment time, the variations of total As concentrations in *V. natans* with As(V) in the solution (mg/L)

3.2 处理时间及外源砷浓度对苦草富集砷的影响

植物对污染元素的富集量不仅与植物种类有关,而且还与污染元素在环境中的浓度、时间等因素有关。一些陆生超富集植物的研究表明,植物对重金属的积累随土壤中重金属浓度升高而增加[23-24]。Santos 等[25]研究表明,培养时间是影响蜈蚣草吸收砷的主要因素之一。Robinson 等[26]通过室内水培试验研究了狐尾藻(*Myriophyllum propinquum*)、西洋菜(*Rorippa nasturtium aquaticum*)、金鱼藻(*Ceratophyllum demersum* L.)3 种水生植物对 As 的富集,结果表明,3 种水生植物体内 As 含量随水体中砷的浓度升高(0.01—3.9 mg/L)而不断增加,在 As 处理浓度最高(3.9 mg/L)时金鱼藻体内 As 含量超过 1000 mg/kg。因此,植物对重金属富集与环境中重金属浓度高低及处理时间等因素有关。

不同砷水平处理下,苦草对砷的富集随时间的动态变化如图 2。从图中可以得知,苦草中砷浓度随处理时间的增加而增加,到第 14 天,不同砷水平处理下的苦草对砷的富集系数均超过 200,这表明苦草对水体中的砷污染有着很好的去除作用;从图 3 中可以得知,苦草对砷的富集都随外源砷浓度的升高而增加(图 3),不同处理时期苦草中砷浓度与外源砷浓度之间的相关性分析结果表明(表 1),苦草中砷浓度与外源砷浓度之间存在极显著地正相关($r > 0.9$),这表明外源砷浓度也是影响苦草对砷富集的一个重要的因素。分析植物中污染物的浓度能更好地反应出一个地区的长期污染水平[27-28]。因此,对苦草中砷浓度进行分析也能很好地反映出某地区的长期砷污染水平。

表 1 不同处理时期内苦草中砷浓度与外源砷浓度之间的相关性分析

Table 1 The correlation coefficients between As concentration in plant and As(V) treatment levels at different time

培养时间 Time/d	3	7	14
相关系数 Correlation coefficients	0.90	0.94	0.97

4 小结

苦草对水体中的砷有着较好的去除作用,不同砷水平(<2.0 mg/L)处理 14 d 后,其对砷的富集系数均超过 200;苦草对砷的吸收随时间的增加而增加,时间和外源砷浓度是影响苦草砷浓度的两个重要因素,苦草中砷浓度与外源砷浓度之间存在很好的相关性;不同砷水平处理下苦草生长良好,砷胁迫对其生长并没有造成严重的影响,这表明苦草对砷有着很好的耐受性。因此,苦草在水体砷污染生态修复方面具有一定的潜在应用价值。

参考文献(References):

[1] Hughes M F, Beck B D, Chen Y, Lewis A S, Thomas D J. Arsenic exposure and toxicology: a historical perspective. Toxicological Sciences, 2011, 123(2): 305-332.

[2] Smedley P L, Kinniburgh D G. A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. Applied Geochemistry, 2002, 17

(5): 517-568.

[3] Nordstrom D K. Public health. Worldwide occurrences of arsenic in ground water. Science, 2002, 296(5576): 2143-2145.

[4] Mukherjee A, Sengupta M K, Hossain M A, Ahamed S, Das B, Nayak B, Lodh D, Rahman M M, Chakraborti D. Arsenic contamination in groundwater: a global perspective with emphasis on the Asian scenario. Journal of Health, Population and Nutrition, 2006, 24(2): 142-163.

[5] Xia Y J, Liu J. An overview on chronic arsenism via drinking water in PR China. Toxicology, 2004, 198(1/3): 25-29.

[6] 林年丰, 汤洁. 我国砷中毒病区的环境特征研究. 地理科学, 1999, 19(2): 135-139.

[7] 金银龙, 梁超轲, 何公理, 曹静祥, 马凤, 王汉章, 应波, 吉荣娣. 中国地方性砷中毒分布调查(总报告). 卫生研究, 2003, 32(6): 519-540.

[8] 张玉玺, 向小平, 张英, 陈玺, 刘景涛, 王金翠, 张媛静, 孙继朝. 云南阳宗海砷的分布与来源. 环境科学, 2012, 33(11): 3768-3777.

[9] Wei C Y, Zhang N, Yang L S. The fluctuation of arsenic levels in lake Taihu. Biological Trace Element Research, 2011, 143(3): 1310-1318.

[10] 张楠, 韦朝阳, 杨林生. 淡水湖泊生态系统中砷的赋存与转化行为研究进展. 生态学报, 2013, 33(2): 337-347.

[11] 侯亚明. 水生植物在污水净化中的应用研究进展. 河南农业大学学报, 2004, 38(2): 184-188, 226-226.

[12] 黄永杰, 刘登义, 王友保, 王兴明, 李晶. 八种水生植物对重金属富集能力的比较研究. 生态学杂志, 2006, 25(5): 541-545.

[13] 潘义宏, 王宏镔, 谷兆萍, 熊国焕, 易锋. 大型水生植物对重金属的富集与转移. 生态学报, 2010, 30(23): 6430-6441.

[14] Islam M S, Saito T, Kurasaki M. Phytofiltration of arsenic and cadmium by using an aquatic plant, *Micranthemum umbrosum*: phytotoxicity, uptake kinetics, and mechanism. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2015, 112: 193-200.

[15] Xue P Y, Yan C Z. Arsenic accumulation and translocation in the submerged macrophyte *Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle. Chemosphere, 2011, 85(7): 1176-1181.

[16] 葛绪广, 王国祥, 陈成忠, 王立志. 苦草生长对沉积物中磷迁移转化的影响. 生态学报, 2014, 34(20): 5802-5811.

[17] Peng K J, Luo C L, Lou L Q, Li X D, Shen Z G. Bioaccumulation of heavy metals by the aquatic plants *Potamogeton pectinatus* L. and *Potamogeton malaianus* Miq. and their potential use for contamination indicators and in wastewater treatment. Science of the Total Environment, 2008, 392(1): 22-29.

[18] 陈国梁, 林清. 广西刁江流域不同沉水植物对重金属富集产生的环境修复作用. 广西师范学院学报: 自然科学版, 2008, 25(4): 57-60, 65-65.

[19] Khan I, Ahmad A, Iqbal M. Modulation of antioxidant defence system for arsenic detoxification in Indian mustard. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2009, 72(2): 626-634.

[20] Shri M, Kumar S, Chakrabarty D, Trivedi P K, Mallick S, Misra P, Shukla D, Mishra S, Srivastava S, Tripathi R D, Tuli R. Effect of arsenic on growth, oxidative stress, and antioxidant system in rice seedlings. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2009, 72(4): 1102-1110.

[21] 詹杰, 黄毅斌, 郑向丽, 徐国忠. 砷元素对水花生生长影响. 江西农业学报, 2008, 20(6): 95-97.

[22] 杨桂娣, 郭徐魁, 陆锦池, 陈荣山, 刘长辉, 林志华, 王海斌, 何海斌. 不同价态无机砷对水稻种子萌发的影响. 农产品加工·学刊, 2009, (4): 34-35.

[23] 刘月莉, 伍钧, 唐亚, 杨刚, 祝亮. 四川甘洛铅锌矿区优势植物的重金属含量. 生态学报, 2009, 29(4): 2020-2026.

[24] 郭水良, 黄朝表, 边媛, 林国平. 金华市郊杂草对土壤重金属元素的吸收与富集作用(Ⅱ)——杂草-土壤间重金属元素关系的主成分分析. 上海交通大学学报: 农业科学版, 2002, 20(2): 137-140.

[25] Santos J A G, Gonzaga M I S, Ma L Q. Optimum P levels for arsenic removal from contaminated groundwater by *Pteris vittata* L. of different ages. Journal of Hazardous Materials, 2010, 180(1/3): 662-667.

[26] Robinson B, Kim N, Marchetti M, Moni C, Schroeter L, van den Dijssel, Milne G, Clothier B. Arsenic hyperaccumulation by aquatic macrophytes in the Taupo Volcanic Zone, New Zealand. Environmental and Experimental Botany, 2006, 58(1/3): 206-215.

[27] Keskinkan O, Goksu M Z L, Basibuyuk M, Forster C F. Heavy metal adsorption properties of a submerged aquatic plant (*Ceratophyllum demersum*). Bioresource Technology, 2004, 92(2): 197-200.

[28] Mishra V K, Tripathi B D. Concurrent removal and accumulation of heavy metals by the three aquatic macrophytes. Bioresource Technology, 2008, 99(15): 7091-7097.